

LINEA GUIDA PER LA DEFINIZIONE DI VALORI LIMITE DI EMISSIONE (VLE) PER LE SOSTANZE CHIMICHE PRIORITARIE, PERICOLOSE PRIORITARIE E PER GLI INQUINANTI SPECIFICI

16 maggio 2023



*Ministero dell'Ambiente
e della Sicurezza Energetica*



ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Documento a cura di:

Gruppo di lavoro tecnico (GdLT) - per la definizione degli standard di qualità ambientale per i corpi idrici superficiali e sotterranei istituito con i decreti direttoriali n. 4819/TRI/DI/N del 20/12/2013 e n. 4898/TRI/DI/N del 17 marzo 2014 e aggiornato con i decreti direttoriali n.42 del 9 febbraio 2018, n. 168 del 8 settembre 2022 e n. 341 del 29 novembre 2022.

Coordinamento: Stefano Polesello (CNR-IRSA)

Dania Esposito (ISPRA)

Maurizio Guerra (ISPRA)

Lucio Martarelli (ISPRA)

Emanuela Pace (ISPRA)

Stefano Ghergo (CNR-IRSA)

Monica Potalivo (ISPRA)

Stefania Gaudino (ISPRA)

Elisabetta Preziosi (CNR-IRSA)

Sara Valsecchi (CNR-IRSA)

Mario Carere (ISS)

Luca Lucentini (ISS)

Mario Cerroni (ISS)

Ines Lacchetti (ISS)

con la collaborazione di:

Anna Botto (ISPRA)

Giovanni Braca (ISPRA)

Martina Bussettini (ISPRA)

Fiorella Aste (MASE)

Doriana Polese (MASE)

Simona Ricci (MASE)

Angiolo Martinelli (MASE)

SOMMARIO

ACRONIMI.....	4
GLOSSARIO.....	5
1 Contesto normativo e Obiettivi della Linea Guida	7
2 Complementarità tra VLE e BAT	9
3 Principi generali sui Valori Limite di Emissione.....	11
3.1 Uso di test di ecotossicità a supporto dell'analisi chimica.....	13
4 Metodologie per la derivazione di VLE.....	15
4.1 VLE con fattore di diluizione costante.....	16
4.2 VLE con fattore di diluizione variabile.....	17
4.3 VLE basati su modello di flusso e trasporto	19
4.4 Caso studio: inquinamento da PFAS delle acque di alcune province del Veneto..	20
5 Conclusioni	23
6 Riferimenti bibliografici.....	24
Allegato 1. Elenco delle sostanze prioritarie e pericolose prioritarie che si comportano come PBT ubiquitarie ai sensi della direttiva 2013/39/UE	26
Allegato 2. Esempio di applicazione del fattore di diluizione variabile in presenza di più sorgenti di emissione	28

ACRONIMI

AIA	Autorizzazione Integrata Ambientale
BAT	Migliori Tecniche Disponibili- <i>Best Available Techniques</i>
BAT-AEL	Livelli di Emissione Associati alle Migliori Tecniche Disponibili- <i>Best Available Techniques-Associated Emission Levels</i>
BREF	<i>Best available techniques Reference Documents</i>
DB	Database
DMV	Deflusso Minimo Vitale
DQA	Direttiva Quadro sulle Acque
EBM	Metodi di monitoraggio basati sugli effetti - <i>Effect-Based Methods</i>
FD	Fattore di Diluizione
Q _{corpo idrico}	Portata del corpo idrico recettore
Q _{scarico}	Portata dello scarico
IED	<i>The Industrial Emission Directive (Directive 2010/75/EU)</i>
IPPC	<i>Integrated Pollution Prevention and Control</i>
MASE	Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica
MATTM	Ministero per la Tutela dell'Ambiente, del Territorio e del Mare
PBT/vPvBvT	(molto) Persistenti (molto) Bioaccumulabili e (molto) Tossiche
PNEC	<i>predicted no-effect concentration</i> , concentrazione prevedibile priva di effetti
PFAS	Sostanze per- e polifluoroalchiliche
PFBA	acido perfluorobutanoico
PFBS	acido perfluorobutansolfonico
PFHxA	acido perfluoroesanoico
PFOA	acido perfluoroottanoico
PFOS	acido perfluoroottansolfonico
PFPeA	acido perfluoropentanoico
REACH	<i>Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of CHemicals</i>
SQA	Standard di Qualità Ambientale
SQA-MA	Standard di Qualità Ambientale – Media Annua
SQA-CMA	Standard di Qualità Ambientale – Concentrazione Massima Ammissibile
SVHC	Sostanze estremamente preoccupanti - <i>Substance of very high concern</i>
UBA	<i>Umweltbundesamt</i> (Agenzia Federale dell'Ambiente, Germania)
TEQ	Tossicità equivalente
VLE	Valori Limite di Emissione

GLOSSARIO

CONCLUSIONI SULLE BAT: un documento adottato secondo quanto specificato all'articolo 13, paragrafo 5, della direttiva 2010/75/UE, e pubblicato in italiano nella Gazzetta Ufficiale dell'Unione europea, contenente le parti di un BREF riguardanti le conclusioni sulle migliori tecniche disponibili, la loro descrizione, le informazioni per valutarne l'applicabilità, i livelli di emissione associati alle migliori tecniche disponibili, il monitoraggio associato, i livelli di consumo associati e, se del caso, le pertinenti misure di bonifica del sito

CONTROLLI DELLE EMISSIONI: i controlli che comportano una limitazione specifica delle emissioni, ad esempio un valore limite delle emissioni, oppure che definiscono altrimenti limiti o condizioni in merito agli effetti, alla natura o ad altre caratteristiche di un'emissione o condizioni operative che influiscono sulle emissioni

DOCUMENTI DI RIFERIMENTO SULLE BAT (BREF): documenti pubblicati dalla Commissione europea ai sensi dell'articolo 13, paragrafo 6, della direttiva 2010/75/UE. I BREF, elaborati per specifici settori industriali, descrivono processi e tecniche in uso nel settore, le emissioni e i livelli di consumo di specifici composti, le tecniche considerate per la determinazione delle migliori tecniche disponibili nonché le conclusioni sulle BAT e le eventuali tecniche emergenti, tenendo in particolare considerazione i criteri elencati nell'allegato III alla direttiva 2010/75/UE. I BREF sono disponibili al sito della Commissione Europea, nella sezione EU SCIENCE HUB del JRC (<http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>)

FATTORE DI DILUIZIONE: Rapporto tra la portata del corpo idrico recettore e la portata dello scarico

LIVELLI DI EMISSIONE ASSOCIATI ALLE MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI (BAT-AEL *Best Available Techniques Associated Emission Levels*): intervalli di livelli di emissione ottenuti in condizioni di esercizio normali utilizzando una migliore tecnica disponibile o una combinazione di migliori tecniche disponibili, come indicato nelle conclusioni sulle BAT, espressi come media in un determinato arco di tempo e nell'ambito di condizioni di riferimento specifiche

MIGLIORI TECNICHE DISPONIBILI (BAT): la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione e delle altre condizioni di autorizzazione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso. Si intende per:

- 1) tecniche: sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto
- 2) disponibili: le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente idonee nell'ambito del relativo comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte in ambito nazionale, purché il gestore possa utilizzarle a condizioni ragionevoli

3) migliori: le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso

MODELLI IDROLOGICI: schematizzazioni del ciclo idrologico (es. trasformazioni afflussi-deflussi)

MODELLI IDRAULICI o idrodinamici: schematizzazioni del processo di moto della corrente in un corso d'acqua (es. stima delle velocità, dell'altezza idrica, delle portate)

SCARICO: qualsiasi immissione effettuata esclusivamente tramite un sistema stabile di collettamento che collega senza soluzione di continuità il ciclo di produzione del refluo con il corpo ricettore acque superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria, indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione. Sono esclusi i rilasci di acque previsti all'art 114 del D.Lgs. n. 152/2006 e ss.mm.ii

SOSTANZE ESTREMAMENTE PREOCCUPANTI (SVHC-*Substance of very high concern*): sostanze con le seguenti caratteristiche di pericolo (art. 57 del regolamento REACH):

- sostanze cancerogene, mutagene o tossiche per la riproduzione (CMR) di categoria 1A o 1B, ai sensi del Regolamento CLP sulla classificazione ed etichettatura di sostanze e miscele;
- sostanze persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) o molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB), secondo i criteri dell'allegato XIII del Regolamento REACH;
- le sostanze che perturbano il sistema endocrino e le sostanze con un livello di preoccupazione equivalente a quelle dei punti precedenti, identificate in base ad una valutazione caso per caso.

SOSTANZE PERICOLOSE: le sostanze o gruppi di sostanze tossiche, persistenti e bioaccumulabili e altre sostanze o gruppi di sostanze che danno adito a preoccupazioni analoghe

SOSTANZE PRIORITARIE E SOSTANZE PERICOLOSE PRIORITARIE: le sostanze individuate con disposizioni comunitarie ai sensi dell'articolo 16 della direttiva 2000/60/CE

VALORE LIMITE DI EMISSIONE: limite di accettabilità di una sostanza inquinante contenuta in uno scarico, misurata in concentrazione, oppure in massa per unità di prodotto o di materia prima lavorata, o in massa per unità di tempo; i valori limite di emissione possono essere fissati anche per determinati gruppi, famiglie o categorie di sostanze. I valori limite di emissione delle sostanze si applicano di norma nel punto di fuoriuscita delle emissioni dall'impianto, senza tener conto dell'eventuale diluizione; l'effetto di una stazione di depurazione di acque reflue può essere preso in considerazione nella determinazione dei valori limite di emissione dell'impianto, a condizione di garantire un livello equivalente di protezione dell'ambiente nel suo insieme e di non portare carichi inquinanti maggiori nell'ambiente

1 Contesto normativo e obiettivi della Linea Guida

Uno degli obiettivi rilevanti della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA, direttiva 2000/60/CE)¹, è la protezione delle acque dal rischio derivante dall'inquinamento chimico, con particolare riferimento all'inquinamento dovuto alle sostanze prioritarie e pericolose prioritarie. La DQA prevede che il rischio chimico sia gestito secondo un approccio combinato, che prevede da una parte la definizione di Standard di Qualità Ambientale (SQA) per le sostanze prioritarie, per la definizione di uno stato chimico nelle acque superficiali, e dall'altra la messa in atto di misure di controllo delle emissioni.

La direttiva 2013/39/UE, modificando le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque, ha introdotto nuovi SQA a livello europeo relativamente ai corpi idrici superficiali per tutte le sostanze prioritarie elencate, individuando gli SQA con riferimento ad alcune sostanze per- e polifluoroalchiliche, PFAS (segnatamente il solo PFOS, sostanza a catena lunga individuata come pericolosa prioritaria), da monitorare a partire dal 22 dicembre 2018 e da raggiungere entro il 22 dicembre 2027, per il conseguimento degli obiettivi di qualità delle acque superficiali.

Il D.Lgs. n. 172/2015 – di recepimento della direttiva 2013/39/UE – ha modificato il D.Lgs. n. 152/2006 introducendo alla Tabella 1/B 5 composti PFAS e relativi SQA-MA (Standard di Qualità Ambientale-Media Annua) da raggiungere entro il 22 dicembre 2027. Nello specifico, il suddetto decreto ha individuato valori dei parametri calcolati sulla media annua ed oscillanti tra un massimo di $7 \mu\text{g L}^{-1}$ e un minimo di $1 \mu\text{g L}^{-1}$ per composti a catena corta (PFBA, PFBS, PFPeA e PFHxA) ed un massimo di $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ e un minimo di $0,00065 \mu\text{g L}^{-1}$ per composti a catena lunga, ma nessun limite per la somma degli altri PFAS.

L'art. 1, comma 2, lettera b) del D.Lgs n. 172/2015 stabilisce che *"...entro il 22 dicembre 2018, le regioni e le province autonome, in collaborazione con le Autorità di bacino, elaborano un programma di monitoraggio supplementare ed un programma preliminare di misure relative a dette sostanze, che trasmettono al Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare e al Sistema informativo nazionale per la tutela delle acque italiane (SINTAI), per il successivo inoltrare alla Commissione europea"*.

Con il DM 6 luglio 2016 – di recepimento della direttiva 2014/80/UE della Commissione del 20 giugno 2014 – che modifica l'allegato II della direttiva 2006/118/CE del Parlamento europeo e del Consiglio sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento – si è provveduto ad includere nella valutazione dello stato chimico delle acque sotterranee le sostanze perfluoroalchiliche, mediante l'introduzione dei relativi valori soglia per i corpi idrici sotterranei.

In base alla vigente normativa il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (MASE) fornisce pertanto quegli standard di qualità e valori soglia per le acque superficiali e sotterranee,

¹ Recepita dalle norme in materia ambientale di cui al D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 e ss.mm.ii.

il rispetto dei quali costituisce l'obiettivo che le regioni, nell'esercizio delle attività di propria competenza – e tra queste la derivazione dei valori limite allo scarico – devono raggiungere.

L'art. 10(2) della DQA prevede due tipi di misure di controllo delle sorgenti di emissione puntuali di sostanze pericolose:

- a) controlli sulle emissioni basati sulle migliori tecniche disponibili (*Best Available Techniques, BAT*),
- b) controlli dei pertinenti valori limite di emissione (VLE).

Secondo l'Art 10(1), per il controllo delle sorgenti di emissione è quindi consigliabile un approccio combinato tra l'implementazione di BAT e il controllo di VLE agli scarichi. Essi sono approcci complementari, con un risultato più efficace nei tempi brevi per i VLE - utilizzabile anche nei settori industriali non regolamentati dalla direttiva 2010/75/UE, per il controllo e la prevenzione integrata dell'inquinamento (da qui in avanti *IED Industrial Emission Directive*), e una efficacia riscontrabile su un orizzonte temporale più lungo per l'implementazione di BAT.

Il valore limite di emissione è costituito da una limitazione specifica delle emissioni considerate, e rientra tra i "controlli delle emissioni", come definiti all'articolo 2(41) della DQA. Esperienze pregresse di imposizione di VLE per le fonti puntuali derivanti da direttive comunitarie (ad esempio direttiva 76/464/EEC e direttive figlie, direttive 91/271/CEE, 96/61/CE e 2000/76/CE) hanno dimostrato che queste sono un adeguato strumento per la riduzione delle emissioni.

L'imposizione di VLE per scarichi è anche uno strumento fondamentale per la verifica del raggiungimento degli obiettivi definiti all'interno delle Procedure di Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA).

Sarebbe utile stabilire una metodologia comunitaria armonizzata per la definizione di VLE applicabile sia a livello locale che nazionale e comunitario. I tentativi fatti in passato per giungere ad una metodologia standardizzata a livello comunitario non hanno tuttavia portato i risultati attesi. A livello nazionale, si è invece ritenuto necessario pubblicare una linea guida ispirata ai principi e documenti discussi a livello comunitario nei Gruppi di Lavoro della *Common Implementation Strategy (CIS)* della DQA.

A tal fine, l'allora Direzione generale per la salvaguardia del territorio e delle acque (DG STA) del Ministero per la tutela dell'ambiente, del territorio e del mare (MATTM), con nota prot. 7998/STA del 14/4/2018, conferì al gruppo di lavoro tecnico (GdLT) - per la definizione degli standard di qualità ambientale per i corpi idrici superficiali e sotterranei istituito con i decreti direttoriali n. 4819/TRI/DI/N del 20 dicembre 2013 e n. 4898/TRI/DI/N del 17 marzo 2014, successivamente aggiornato con i decreti direttoriali n. 42 del 9 febbraio 2018, n. 168 del 8 settembre 2022 e n. 341 del 29 novembre 2022 - l'incarico di redigere queste linee guida, con l'obiettivo di realizzare uno strumento tecnico-scientifico a disposizione delle Autorità competenti (Regioni e Province autonome) per le attività concernenti l'attuazione dei commi 1 e 2 dell'articolo 101 del D.Lgs. n. 152/2006, e di supportare le attività in materia di disciplina degli scarichi, così da assicurare il raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici.

Nel contesto sopra specificato, queste linee guida sono finalizzate alla armonizzazione delle procedure di derivazione dei VLE per le sostanze prioritarie e pericolose prioritarie (Tab. 1/A dell'allegato 1 alla parte terza del D.Lgs. n. 152/2006), e per le sostanze della tabella 1/B dello stesso allegato, per le quali sono stabiliti SQA-MA a livello nazionale. Per le sostanze pericolose per le quali non siano stati ancora fissati SQA-MA a livello comunitario o nazionale, occorre che le Regioni ne richiedano la definizione al MASE che, avvalendosi del gruppo tecnico di lavoro, procede alla modifica dell'allegato 1 alla parte terza del D.Lgs. n. 152/2006, in attuazione dell'art. 75, commi 3 e 4 del D.Lgs. n. 152/2006. La derivazione di SQA-MA è subordinata alla disponibilità di dati tossicologici ed ecotossicologici.

Nel contesto richiamato, queste linee guida si propongono quale strumento di supporto nella definizione di VLE, ritenendo prioritaria la metodologia per la definizione dei VLE per lo scarico nei corpi idrici. Le linee guida sono atti amministrativi non vincolanti e sprovvisti di natura normativa. Stante la loro dinamicità nel seguire il progresso delle conoscenze tecnico-scientifiche, richiedono che esse vengano sottoposte a un adeguato periodo di applicazione sperimentale, dal cui monitoraggio potranno emergere importanti indicazioni per ulteriori miglioramenti.

Per quanto riguarda eventuali limiti di emissione in fognatura, questi ultimi possono essere derivati dai VLE in acque superficiali mediante la conoscenza dei fattori di abbattimento negli impianti di trattamento, se disponibili in letteratura o misurati sperimentalmente e con modalità sito-specifiche.

2 Complementarità tra VLE e BAT

Come già richiamato, i due approcci per il controllo delle emissioni previsti dall'articolo 10(2) della DQA, non devono essere considerati come alternativi o mutuamente escludenti. Infatti, VLE e BAT sono necessari e complementari per un approccio bilanciato del controllo di emissioni.

Le BAT si focalizzano infatti sui processi produttivi individuandone le caratteristiche di efficienza ai fini di quantificare le prestazioni di trattamenti degli effluenti indipendentemente dagli obiettivi di qualità del corpo idrico mentre il punto di vista delle linee guida è diverso, ovvero si intende stimare le prestazioni che debbono essere ottenute al fine di garantire il raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici recettori.

La DQA stabilisce un obbligo sul raggiungimento dei risultati (il buono stato), piuttosto che un obbligo sui mezzi utilizzati per raggiungerli e la derivazione di VLE è, nel breve termine, la più efficace misura di controllo delle emissioni per gli scarichi di origine puntuale, volta al miglioramento dello stato di qualità dei corpi idrici recettori. Fissare VLE dovrebbe poi stimolare lo sviluppo e l'applicazione di BAT anche nelle aziende che non siano soggette o regolate da IED. I VLE, infatti, si applicano anche in caso di impianti non IED e, poiché le regole di applicazione dei VLE sono chiare e si applicano uniformemente in ogni specifico settore industriale, essi forniscono una buona base per la pianificazione degli investimenti e aiutano ad accelerare la procedura di rilascio dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA).

I Documenti di Riferimento sulle BAT (BREF), pubblicati dalla Commissione Europea (CE) per specifici settori industriali (<http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>), descrivono processi e tecniche in uso nel settore, le emissioni e i livelli di consumo di specifici composti, le migliori tecniche disponibili nonché le conclusioni sulle BAT e le eventuali tecniche emergenti. I documenti di sintesi, detti “Conclusioni sulle BAT”, includono i livelli di emissione associati alle BAT (BAT-AEL) per gli scarichi diretti e indiretti in un corpo idrico ricevente. Essi si riferiscono a intervalli di livelli di emissione ottenuti in condizioni di esercizio normali utilizzando una migliore tecnica disponibile o una combinazione di migliori tecniche disponibili, espressi come media in un determinato arco di tempo e nell'ambito di condizioni di riferimento specifiche e in funzione dello specifico trattamento. Questi valori possono rappresentare valori guida per la derivazione di limiti di emissione.

Al momento non è possibile ricavare i valori limite di emissione (VLE) basati sulle migliori tecniche disponibili (BAT), perché vi è ancora una carenza di dati riguardanti le emissioni delle sostanze prioritarie, in particolare quelle introdotte nelle normative più recenti (direttiva 2013/39/UE), per le quali non è ancora stato completato l'inventario delle emissioni, degli scarichi e delle perdite. I documenti BREF, inoltre, non coprono gli impianti industriali non soggetti a IED e molte altre potenziali fonti puntuali di emissione. Scrivere documenti BREF per le industrie non IED e per queste altre fonti richiederebbe molte risorse e non sembra una soluzione praticabile nei tempi imposti dalla direttiva quadro sulle acque.

In questi casi, la riduzione delle emissioni deve essere un processo pianificato e guidato da VLE, che fissano i requisiti minimi, e che si basano sugli obiettivi ambientali, contribuendo al raggiungimento dello stato buono dei corpi idrici. I VLE possono costituire anche un'azione pragmatica di risposta tempestiva in particolari circostanze territoriali in cui si verificano criticità ambientali e sanitarie con caratteristiche di emergenza.

La derivazione di VLE ha anche lo scopo di creare una richiesta per lo sviluppo/introduzione di aggiornamenti tecnologici nelle tecniche di depurazione. Infatti, se non si dispone di tecnologie note per abbattere oltre un certo limite una determinata sostanza, nei casi in cui tale sostanza è presente (acque reflue industriali e/o urbane) non potrà essere eliminata dai processi depurativi. Ciò implica che, nel caso di sostanze o tipologie di attività per cui non siano già definite BAT, un'attività indispensabile che deve accompagnare la valutazione di un VLE sarà quella di valutare cosa si possa definire BAT per il caso o i casi in esame.

È chiaro che l'applicazione di una BAT garantisce l'efficacia di trattamento della sostanza nel refluo (cioè la resa di abbattimento), ma potrebbero crearsi situazioni in cui il limite definito sulla base della valutazione dello stato del corpo recettore non è tecnicamente raggiungibile allo scarico neppure con l'utilizzo di BAT.

Bisogna comunque considerare che l'uso di VLE consente un approccio pragmatico di verifica della conformità ambientale. L'implementazione di VLE e/o la conformità ad essi possono essere monitorati facilmente sia a livello locale sia a livello nazionale e comunitario.

In ultimo, l'implementazione dei VLE può rappresentare uno strumento di verifica della conformità nei processi autorizzativi. L'ispezione ambientale può essere infatti facilitata dall'implementazione di VLE, in linea con la politica ambientale dell'UE che mira ad

armonizzare e facilitare questa procedura (Raccomandazione del Parlamento Europeo e del Consiglio 2001/331/CE).

3 Principi generali sui Valori Limite di Emissione

La DQA considera i VLE come una delle misure possibili per il controllo delle emissioni, da inserire nel piano di gestione del bacino, al fine di conseguire il buono stato ambientale dei corpi idrici, principio questo formalizzato nel combinato disposto di cui al primo comma dell'art. 101, del D.Lgs. n. 152/2006 a norma del quale *“Tutti gli scarichi sono disciplinati in funzione del rispetto degli obiettivi di qualità dei corpi idrici e devono rispettare i valori limite previsti dall'allegato 5 alla parte terza del presente decreto”* e al secondo comma della medesima disposizione *“Le regioni non possono stabilire valori limite meno restrittivi di quelli fissati nell'Allegato 5 alla parte terza del presente decreto”*.

Pur considerando necessario tenere conto dei limiti tecnologici definiti dalle BAT dei diversi settori industriali nella definizione dei VLE, il principio cardine per la derivazione dei valori limite di emissione per le sostanze chimiche (i cosiddetti limiti agli scarichi) deve essere, in ossequio al principio dell'approccio combinato, il raggiungimento dell'obiettivo di qualità del corpo idrico recettore, conformemente alla normativa vigente. La competenza della Regione in merito alla derivazione di valori di emissione più restrittivi (art. 101, comma 2 *“...le regioni, nell'esercizio della loro autonomia, tenendo conto dei carichi massimi ammissibili e delle migliori tecniche disponibili, definiscono i valori limite di emissione, diversi da quelli di cui all'Allegato 5..., sia in concentrazione massima ammissibile sia in quantità massima per unità di tempo in ordine sostanza inquinante e per gruppi o famiglie di sostanze affini”*), trova, pertanto, un limite invalicabile nel rispetto del principio generale di cui al citato art. 101 che preordina la derivazione dei limiti di emissione all'osservanza o al conseguimento degli SQA-MA di cui al D.Lgs. n. 172/2015.

Nell'esercizio della discrezionalità attribuita alla Regioni di fissare limiti di emissione anche diversi da quelli di cui all'Allegato 5 del D.Lgs. n. 152/2006 - in ragione anche del fatto che è di competenza regionale l'attività di monitoraggio, di valutazione degli impatti ed analisi delle pressioni sul corpo idrico - va fatto rientrare anche l'art. 74 lett. ee) e lett. gg) laddove si specifica che devono intendersi come sostanze pericolose anche *“le sostanze o gruppi di sostanze tossiche, persistenti e bioaccumulabili e altre sostanze o gruppi di sostanze che danno adito a preoccupazioni analoghe”* e come inquinante *“qualsiasi sostanza che possa inquinare....”*.

Nel caso sia necessario fissare un VLE per una o più sostanze pericolose per le quali non siano disponibili SQA-MA, si può ricorrere alla derivazione di VLE basandosi sui valori predetti di concentrazione della sostanza sotto la quale non sono previsti effetti dannosi per il comparto ambientale a rischio. Questa concentrazione è considerata la concentrazione prevedibile priva di effetti (PNEC).

Questa informazione può essere derivata in accordo con le metodologie armonizzate a livello internazionale, oppure può essere derivata da fonti bibliografiche o repertori di dati di acclarato valore scientifico².

L'applicazione di VLE deve tuttavia essere una misura calibrata sulla situazione locale, relativamente al corpo e al bacino idrico nel quale recapita lo scarico stesso, in grado di garantire anche la prevenzione del deterioramento dello stato dei corpi idrici superficiali.

È essenziale, pertanto, che la definizione del limite agli scarichi venga effettuata su base sito-specifica, a partire da un'analisi dettagliata delle pressioni esistenti e degli impatti, e che tenga adeguatamente conto di aspetti peculiari tra cui:

- lo stato di qualità del corpo idrico recettore (e quindi i risultati del monitoraggio e della classificazione di competenza delle Regioni) e la categoria di corpo idrico superficiale (fiume, lago, acque di transizione o costiere);
- il numero e la tipologia di scarichi che insistono sullo stesso;
- la massa di singola sostanza emessa dal singolo scarico e dall'insieme degli scarichi;
- l'effetto sinergico di sostanze appartenenti a gruppi analoghi;
- l'interazione del corpo idrico superficiale con eventuali corpi idrici sotterranei connessi;
- risultati di altre valutazioni sito-specifiche quali, tra l'altro, il regime idrologico e lo stato di contaminazione di altre matrici ambientali, comprese le acque sotterranee.

Per tenere conto del contributo di tutte le sorgenti di inquinamento gravanti sul corpo idrico superficiale, i VLE dovrebbero essere quindi definiti come carico in massa di inquinante per unità di tempo. Dal punto di vista gestionale risulta tuttavia più facile definire una conformità ad un limite espresso come concentrazione, cioè massa per volume di liquido scaricato.

L'utilizzo di quote di scarico ammissibili, in massa per unità di tempo, è comunque un approccio già in essere nel caso della gestione del bacino scolante della Laguna di Venezia, come previsto, ad esempio, dal decreto ministeriale del 09/02/1999, Carichi massimi ammissibili complessivi di inquinanti nella laguna di Venezia, e decreti seguenti.

Per alcune sostanze definite “estremamente preoccupanti” (SVHC) ai sensi del regolamento REACH (Reg.(CE) n. 1907/2006), sono previste dalla norma misure di gestione del rischio con l'obiettivo ultimo di sostituirle con alternative non pericolose.

Tra le SVHC un'attenzione particolare deve essere rivolta alle sostanze cosiddette “senza soglia”, per le quali non può essere stabilito un livello di sicurezza per l'uomo e gli altri organismi. Alcune di queste sostanze sono persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) o molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB). In questo caso, la regolamentazione pone come obiettivo la riduzione al minimo delle emissioni e dell'esposizione della popolazione e dell'ambiente.

² Ad esempio, è disponibile una raccolta di PNEC validati per alcune migliaia di sostanze nel Ecotoxicology Database (<https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnecsIndex.php>) dell'Associazione Internazionale NORMAN (*Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances*).

In tali casi, ma anche per sostanze mobili o molto mobili nell'ambiente³, nella definizione dei VLE la necessità di perseguire la virtuale assenza di emissioni risulta prevalente rispetto all'obiettivo del rispetto degli SQA-MA e richiede misure di prevenzione o risposta straordinari, quali:

- un'adeguata azione di sorveglianza del rispetto delle restrizioni o divieti d'uso e, ove necessario, la ricerca di altre possibili sorgenti di emissioni puntuali e diffuse;
- una riduzione delle emissioni tendente agli obiettivi più bassi tecnicamente raggiungibili, ove necessario definita anche attraverso gradualità di azioni nel tempo, in base alla disponibilità di tecnologie di trattamento, e considerando specificamente lo stato di contaminazione e l'idrologia del territorio, i carichi inquinanti complessivi associabili alle specifiche sorgenti di pressione, su base sito-specifica. e i rischi per la salute derivanti all'esposizione umana agli inquinanti attraverso l'uso delle acque superficiali e interne ricadenti nel territorio contaminato.

Nell'adozione di VLE particolarmente restrittivi, come nel caso delle sostanze SVHC, si deve essere consapevoli delle potenziali ripercussioni sui comparti industriali, anche non coinvolti nell'uso e/o produzione dei contaminanti oggetto dei limiti allo scarico, in quanto – in casi di inquinamenti idrici diffusi in falda e di valori di emissioni particolarmente restrittivi – il livello di contaminazione delle acque emunte dalla falda può già risultare superiore ai VLE e l'applicazione di trattamenti di rimozione e relativi costi può essere resa obbligatoria per i comparti industriali presenti sul territorio interessato a prescindere dall'utilizzo e emissione della sostanza da parte dell'attività produttiva. Per questi motivi, nel caso di utilizzo di acque già contaminate nei processi industriali, il criterio di riferimento dovrebbe essere quello che nello scarico non dovrebbe essere aggiunto nulla di nuovo rispetto alla possibile contaminazione di fondo.

Un esempio di contaminazione ambientale diffusa, correlata a livelli di esposizione significativi, è fornito dalla contaminazione delle acque da PFAS di alcune province della Regione Veneto emerso nel 2013, riportato nella sezione successiva come approfondimento ed esempio di definizione di VLE, prioritariamente cautelativi per la salute umana in presenza di molteplici significative fonti espositive, anche in presenza di SQA-MA definiti - su base nazionale - per le sostanze inquinanti.

3.1 Uso di test di ecotossicità a supporto dell'analisi chimica

Nell'ambito della Strategia di Implementazione Comune della DQA è in corso un'attività sul possibile utilizzo di “*effect-based methods*” (metodi di monitoraggio basati sugli effetti, EBM)

³ Va specificato che la classificazione delle sostanze ai sensi del REACH non tutela dai rischi connessi alla mobilità ambientale delle sostanze. In tale contesto risulta quindi interessante l'approccio proposto dall'agenzia tedesca per la protezione ambientale (*Umweltbundesamt – UBA*), volto alla protezione delle risorse idriche destinate o potenzialmente destinabili alla produzione di acqua potabile, che propone di valutare in aggiunta alle caratteristiche di Persistenza e Tossicità, anche la Mobilità negli ambienti acquatici dei composti organici registrati, definendo tali composti PMT (Persistent in the environment, Mobile in the aquatic environment and Toxic) o vPvM (very Persistent in the environment and very Mobile in the aquatic environment). Si rimanda al documento UBA per approfondimenti circa i criteri di classificazione delle sostanze PMT/vPvM (Neumann M & Schliebner I, 2017).

a supporto delle analisi chimiche per il monitoraggio dei corpi idrici superficiali. L'utilizzo di tali metodi è ritenuto fondamentale dalla comunità scientifica per poter tenere conto delle molteplici sostanze chimiche scaricate giornalmente nell'ambiente e per poter rilevare anche effetti di miscele (Wernersson et al, 2014). La possibilità di utilizzo dei metodi EMB è stata inserita anche nel pacchetto di proposte di modifica alla direttiva 2000/60/CE e alla sua direttiva figlia direttiva 2008/105/CE.

Il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica sta coordinando l'attività europea che ha portato alla pubblicazione di due rapporti tecnici europei sull'utilizzo di tali metodi EBM. Nell'attuale tabella dei VLE del D.Lgs. n. 152/06 sono previsti EBM, *effect-based methods* (test di tossicità in vivo). Tali metodi hanno l'obiettivo di rilevare la tossicità acuta causata da miscele di sostanze chimiche o sostanze non normate.

Al fine della presente linea guida si raccomanda di effettuare il saggio su *Daphnia magna*: il limite corrisponde al valore di EC₅₀ a 48h su campione non diluito. Il campione non è accettabile quando dopo 48 ore il numero degli organismi immobili è uguale o maggiore del 50% del totale. (OECD 202-2004). È possibile anche utilizzare il test cronico sull'alga *Selenastrum capricornutum* per le acque dolci. Si raccomanda anche l'utilizzo del "*Fish embryo toxicity test*" (OECD 236-2013): il limite corrisponde al valore di EC₂₀ a 96h su campione diluito 1:10. Tale test acuto è di particolare importanza per il rilevamento di effetti di embriotossicità, teratogenicità, neurotossicità, cardiotoxicità ed è conforme anche alla legislazione europea relativa alla sperimentazione animale.

Per gli scarichi di acqua salata si possono utilizzare batteri bioluminescenti o organismi quali *Artemia salina* e l'alga *Phaeodactylum tricornutum*.

L'utilizzo di saggi ecotossicologici in vitro per il rilevamento di estrogenicità è stato proposto nell'ambito della nuova proposta di Direttiva Europea pubblicata dalla Commissione Europea il 26 ottobre 2022 (COM(2022) 540 *final*)⁴. È possibile quindi il loro utilizzo anche per valutare la qualità degli scarichi, ma i valori soglia sono ancora in fase di elaborazione a livello europeo.

Qualora si sospetti la presenza di sostanze genotossiche si suggerisce anche l'applicazione dei saggi di genotossicità *Comet Assay* (su crostacei esposti) e/o Test di Ames.

In caso di esecuzione di più test di tossicità si consideri il risultato peggiore. Il risultato positivo della prova di tossicità determina altresì l'obbligo di approfondimento delle indagini analitiche, la ricerca delle cause di tossicità e la loro rimozione. In presenza di effetti ecotossici acuti quindi le regioni dovrebbero approfondire le cause indagando le pressioni antropiche presenti nel territorio o (in assenza della causa) migliorare i trattamenti.

⁴[https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Proposal for a Directive amending the Water Framework Directive, the Groundwater Directive and the Environmental Quality Standards Directive.pdf](https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-10/Proposal_for_a_Directive_amending_the_Water_Framework_Directive_the_Groundwater_Directive_and_the_Environmental_Quality_Standards_Directive.pdf)

4 Metodologie per la derivazione di VLE

Il principio centrale per la derivazione di valori limite di emissione è il non superamento degli SQA-MA nel corpo idrico recettore. La metodologia comune più semplice di derivazione dei valori limite di emissione deve quindi partire dagli SQA-MA, applicando opportuni fattori di diluizione. Tali fattori potranno essere costanti a livello spaziale e temporale, nel caso in cui si vogliano definire limiti uguali a livello di bacino o sottobacino, o variabili, in funzione delle portate caratteristiche del corpo idrico recettore, per renderli applicabili a situazioni locali. In questo secondo caso, i metodi di derivazione dei limiti richiedono la conoscenza dei fattori di diluizione locali degli scarichi o, ancor meglio, dei modelli idrologici dei corpi idrici recettori nonché delle eventuali interazioni con corpi idrici sotterranei. Per essere efficace questa misura dovrebbe comportare la stima di tutti i carichi recapitanti nel corpo idrico recettore per poter stabilire una strategia di riduzione delle emissioni complessiva.

Nel caso di sostanze prioritarie (D.Lgs. n. 172/2015: Tabella 1/A) per le quali non sono disponibili SQA-MA per la matrice acquosa, ma solo SQA per la matrice biota, è possibile utilizzare i seguenti valori di riferimento (Tabella 1) per le acque superficiali ricavati dai dossier preparati dall'Unione Europea per la derivazione degli standard di qualità.

Tabella 1. Valori di riferimento in acqua per quelle sostanze per cui sono stati stabiliti SQA nel biota ma non SQA-MA per l'acqua a livello nazionale ($\mu\text{g L}^{-1}$), da utilizzare per la definizione dei VLE.

Denominazione della sostanza	Numero CAS	Valore di riferimento in acque superficiali	Riferimento
Difenileteri bromurati	32534-81-9	$4,5 \times 10^{-9}$	CIS-WFD, WG Chemical, PBDEs_Final EQS Dossier, 2023
Mercurio e composti	7439-97-6	$2,2 \times 10^{-6}$	CIS-WFD, WG Chemical, Mercury_Final EQS Dossier, 2023
Diossine e composti diossina-simili	Cfr. la nota 10 a piè di pagina dell'allegato X della direttiva 2000/60/CE	$2,0 \times 10^{-6} [\mu\text{g}_{\text{WHO98-TEQ}} \cdot \text{L}^{-1}]$	CIS-WFD, WG Chemical, Dioxins DL-PCB_Final EQS Dossier, 2023

Considerando il fattore di diluizione (FD) definito come:

$$\text{FD} = Q_{(\text{corpo idrico})}/Q_{(\text{scarico})} \quad (1)$$

i Valori Limite di Emissione (VLE) possono essere derivati dai valori di SQA-MA mediante tre approcci, basati su crescenti livelli di conoscenza del sistema idrologico:

1. con FD costante, indipendentemente dalle condizioni idrologiche reali;

2. con FD variabile, dipendente dalla capacità effettiva di diluizione del corpo idrico recettore, sulla base di un regime idrologico medio di magra;
3. con FD basato su modello idrologico del corpo idrico recettore, tenendo in considerazione anche la dispersione degli inquinanti emessi.

Nel caso di sostanze prioritarie o pericolose prioritarie per le quali siano fissati dal legislatore concentrazioni massime ammissibili (SQA-CMA), si deve porre come requisito minimo che i VLE calcolati, con qualunque dei precedenti approcci, non siano superiori alle SQA-CMA. Con questo requisito minimo si garantisce che i valori di SQA-CMA non siano superati persino in condizioni idrologiche di magra estreme e anche nelle aree di mescolamento immediatamente a valle dell'immissione dello scarico nel corpo idrico recettore.

4.1 VLE con fattore di diluizione costante

La modalità di derivazione più semplice si basa sull'uso di un fattore di diluizione costante:

$$VLE = SQA-MA \cdot FD \quad (2)$$

In assenza di indicazioni specifiche sul corpo idrico recettore, si può assumere, in accordo con quanto previsto dalle linee guida dell'Agenzia Europea per le sostanze chimiche (ECHA) per l'applicazione del regolamento (CE) n. 1907/2006 (REACH), in particolare la "*Guidance on information requirements and Chemical Safety Assessment*" (ECHA, 2008), l'uso di un "fattore di diluizione costante" e convenzionale pari a 10.

La suddetta valutazione andrà comunque verificata attraverso il monitoraggio operativo nel corpo idrico recettore effettuato ai sensi del D.M. 260/2010 e ss.mm.ii.. Nel calcolo dei VLE si deve tenere conto della contaminazione del corpo idrico ricevente, in modo che il rilascio sommato al valore di fondo non determini il superamento degli SQA-MA.

La procedura sopra illustrata è indipendente dalle caratteristiche proprie del sito, ed è un utile approccio soprattutto nel caso di piccoli scarichi. L'uso di VLE derivati da fattori costanti di diluizione mira a garantire pari requisiti ambientali per gli scarichi e assicura che i costi per la conformità siano fondamentalmente gli stessi in tutta l'area di applicazione; le procedure di autorizzazione e di controllo di conformità sono semplici e trasparenti.

Lo svantaggio principale di questo approccio è che il solo criterio indicato di diluizione dello scarico non è sufficientemente cautelativo ai fini di garantire il raggiungimento degli obiettivi di qualità del corpo idrico che non può prescindere dalla considerazione di altri fattori quali: il numero di scarichi recapitanti, il regime idrologico del corpo idrico recettore, la categoria e tipologia di corpo idrico.

Per questi motivi si considera questa scelta utilizzabile principalmente per scarichi di dimensioni ridotte in relazione alle dimensioni del corpo idrico recettore, per i quali sarebbe dispendioso o impossibile avere a disposizione misure di portata per applicare modelli più complessi. Tuttavia, occorre qui ricordare che il monitoraggio chimico, in linea con le indicazioni normative sul monitoraggio operativo dovrà essere focalizzato sulle sostanze che derivano dal ciclo produttivo.

Modello: VLE con fattore di diluizione costante	
Vantaggi	Svantaggi
• Trasparenza • Facilità di gestione amministrativa • Comparabilità tra scarichi diversi nella stessa area di applicazione	• Non garantisce il rispetto di SQA-MA nel corpo idrico recettore • Non considera le altre sorgenti nel corpo idrico recettore • Non considera portata del corpo idrico recettore

4.2 VLE con fattore di diluizione variabile

Il VLE basato sull'utilizzo di un fattore di diluizione sito-dipendente, dipende dalla diluizione del refluo nel corpo idrico recettore al punto di scarico. L'approccio è basato, in genere, sullo scenario di portata più critico per le condizioni di qualità del corpo idrico recettore, che è quello legato al regime di magra.

In questo caso il VLE dovrebbe essere derivato considerando un valore di FD cautelativo, ricavato come quoziente di una portata caratteristica del regime di magra del corpo idrico ($Q_{\text{magra, corpo idrico}}$) e la portata massima dello scarico ($Q_{\text{max, scarico}}$).

$$FD = Q_{(\text{corpo idrico})\text{magra}} / Q_{(\text{scarico})\text{max}}$$

Per la valutazione del regime di magra si propongono le seguenti grandezze:

- $Q_{355,5}$: Portata superata per 355 giorni all'anno con tempo di ritorno $T = 5$ anni (probabilità di non superamento di 0,2)
- $Q_{7,10}$: Valore minimo annuale della portata media calcolata su 7 giorni consecutivi con tempo di ritorno $T = 10$ anni (probabilità di non superamento di 0,1)

Tali grandezze sono, in genere, utilizzati nella derivazione del valore di deflusso minimo vitale (DMV). In particolare, l'uso del parametro $Q_{355,5}$ è usato dall'Autorità di bacino del fiume Po per derivare il DMV.

La valutazione di una delle portate caratteristiche di magra $Q_{7,10}$ o $Q_{355,5}$ per ciascuna sezione in cui si immette lo scarico, e che non sia dotata di strumentazione di misurazione, richiede l'implementazione di un modello afflussi-deflussi, a simulazione continua e a scala almeno giornaliera per un periodo non inferiore a 20 anni per poter caratterizzare in maniera corretta, dal punto di vista idrologico e statistico, il valore della portata corrispondente al periodo di ritorno scelto. In alternativa, per sezioni non dotate di strumentazione, la valutazione di una delle portate caratteristiche di magra potrebbe essere effettuata mediante metodologie di similitudine idrologica e tecniche di regionalizzazione delle curve di durata.

Ciò premesso, e considerato che, in ottemperanza alle indicazioni europee e al decreto direttoriale n. 30/2017, tutti i Piani di gestione delle acque devono contenere metodologie per la definizione del deflusso ecologico, il riferimento ad un valore di portata caratteristica del regime di magra del fiume potrebbe essere individuato nel deflusso ecologico associato alle condizioni di magra, anche al fine di avere dei valori di riferimento codificati e disponibili alla scala distrettuale.

Ove il corpo idrico presenti un regime idrologico non perenne o intermittente con portate nulle o comunque inferiori allo scarico il VLE non può che essere uguale allo SQA-MA.

Questo approccio è utile in combinazione con un fattore di diluizione massimo consentito (FD_{max}) corrispondente a 50. Ad esempio:

$$VLE = SQA-MA \cdot FD \text{ (se } 1 < FD < FD_{max}\text{)}$$

$$VLE = SQA-MA \cdot FD_{max} \text{ (se } FD \geq FD_{max}\text{)}$$

$$\text{con } FD_{max} = 50$$

$$VLE = SQA-MA \text{ (se } 0 \leq FD \leq 1\text{)}$$

Il coefficiente $FD_{max}=50$ è comunque da considerarsi in generale poco cautelativo e accettabile solo nei casi in cui i valori delle portate dei corsi d'acqua e le relative concentrazioni di inquinanti siano ben stimate e stabili nel tempo. In tutti gli altri casi si consiglia di non superare il valore di 25.

Con riferimento alla derivazione di un VLE con fattore di diluizione variabile, ferma restando la già evidenziata opportunità di giustificare i valori proposti per l'intervallo di diluizione, dovrebbero essere previsti fattori correttivi che consentano:

- a) di tenere conto degli effetti cumulativi di tutte le sorgenti che recapitano nel corpo idrico recettore;
- b) di considerare aree o specie sensibili, ad esempio corpi idrici destinati al prelievo di acque potabili.

Per tenere conto di tutte le sorgenti che recapitano nel corpo idrico recettore e garantire il raggiungimento di SQA-MA è necessario avere a disposizione un'analisi completa delle pressioni e conoscere le portate degli scarichi che vi recapitano.

La guida ECHA, sopra citata, fornisce un modello per tenere conto della presenza di altre sorgenti di contaminazione a scala più ampia (bacino, regionale). La presenza di una contaminazione derivante da altre fonti dovrebbe sempre essere considerata ai fini del calcolo del rilascio. In pratica nel calcolo dei VLE si deve tenere conto della contaminazione del corpo idrico ricevente, in modo che il rilascio sommato al valore di fondo e ad altre fonti non determini il superamento degli SQA-MA. Una simulazione di queste valutazioni è proposta nell'Allegato 2.

A questa analisi deve essere comunque associata una verifica attraverso il monitoraggio operativo nel corpo idrico recettore operato ai sensi del D. Lgs. n. 260/10 e ss.mm.ii. al fine di tenere in considerazione la presenza di una contaminazione diffusa dovuta all'uso delle sostanze e a una contaminazione storica. In questo modo è possibile attribuire allo scarico quote di carico ammissibile espresse in massa di inquinante per unità di tempo in modo che si eviti il superamento di SQA-MA anche in regime di magra. Dalle quote di carico, conoscendo le portate degli scarichi e sommando a queste le concentrazioni di fondo del corpo ricevente, è possibile calcolare i VLE da attribuire a ciascuno scarico nell'ipotesi che le sostanze inquinanti

immesse siano immediatamente miscelate, per cui le concentrazioni siano omogenee nella sezione, e non subiscano fenomeni di decadimento.

Modello: VLE con fattore di diluizione variabile	
Vantaggi	Svantaggi
• Considera solo la capacità di diluizione del corpo idrico recettore • Fissando un FD_{max}, si limita il valore della concentrazione degli scarichi • Si tiene conto degli effetti cumulativi da monte	• Non considera aree sensibili • Non considera la perdita o la degradazione dell'inquinante per processi biologici o chimico-fisici.

4.3 VLE basati su modello di flusso e trasporto

Una derivazione sito-specifica di VLE basata su SQA-MA può essere ottenuta anche dalla modellazione della diluizione effettiva delle acque reflue nel corso d'acqua ricevente. I modelli già predisposti richiedono la giusta competenza ed esperienza nella modellazione del sistema idrologico-idraulico al fine di valutare i risultati. Un esempio di tali tipi di modelli è fornito dal Qual2K (<http://www.qual2k.com/>) dell'*U.S. Environmental Protection Agency (EPA)*.

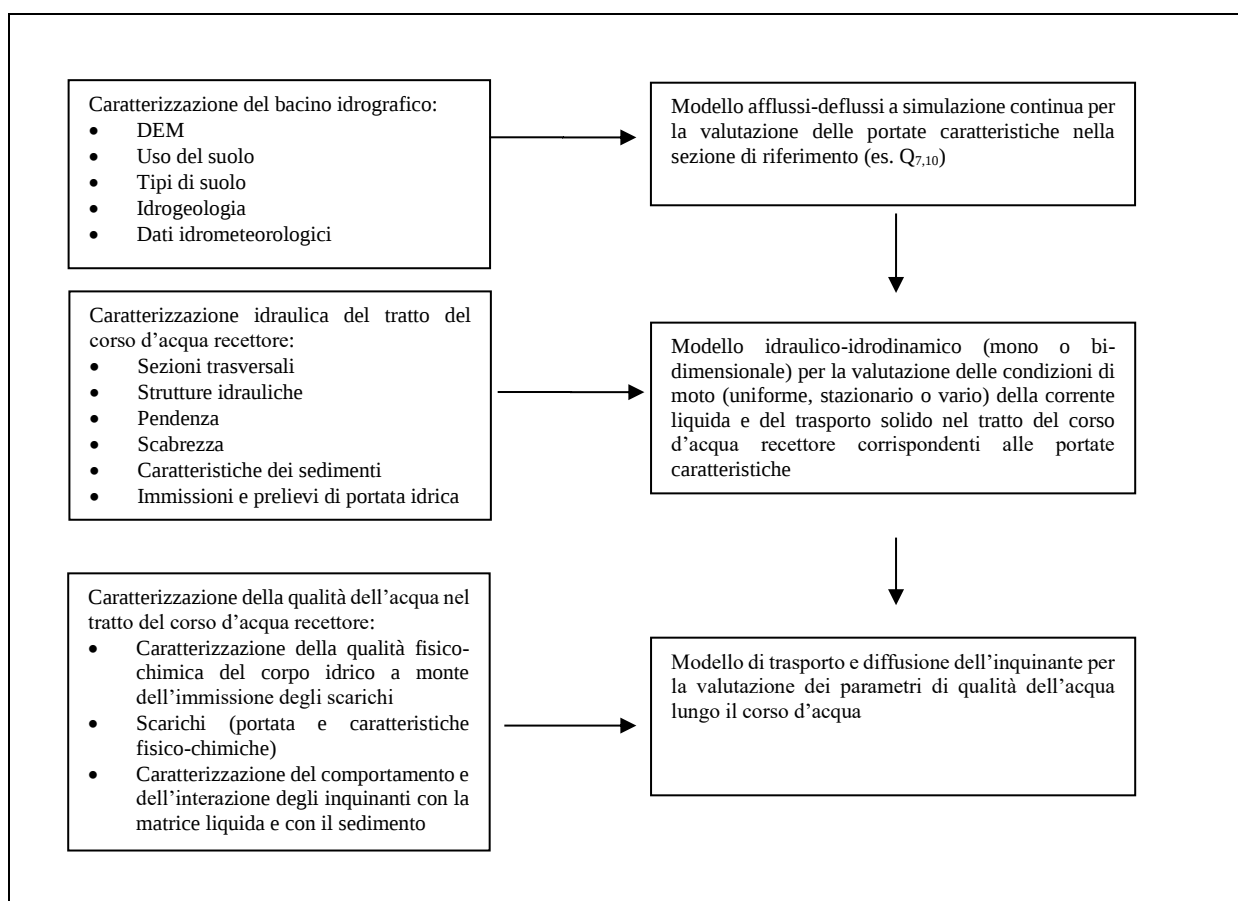


Figura 1. Schema (esemplificativo e non esaustivo) di un modello di flusso e trasporto e dati necessari

L'utilizzo di questo approccio dovrebbe garantire la massima protezione per ciascun sito, ma essendo oneroso in termini di risorse, di dati e informazioni necessarie ad una modellazione

quali-quantitativa completa, si suggerisce pertanto l'applicazione in specifici casi di studio di particolare rilevanza ambientale.

I modelli idrologici-idraulici dovrebbero essere in grado di schematizzare, oltre alle portate caratteristiche degli scarichi e dei corpi idrici recettori, anche le caratteristiche idrauliche del corpo idrico (es. sezione, scabrezza, pendenza).

Tali modelli dovrebbero essere in grado anche di schematizzare il comportamento chimico-fisico della molecola: il trasporto (avvezione e dispersione) e diffusione nel comparto idrico, l'adsorbimento sul materiale solido, e la degradabilità ambientale.

Come sopra, la valutazione andrà comunque verificata attraverso il monitoraggio operativo nel corpo idrico recettore operato ai sensi del D.Lgs. n. 260/10 e ss.mm.ii., necessario anche a tarare il modello.

Un ulteriore livello di approfondimento dei fenomeni, atto a comprendere la reale dinamica spazio-temporale degli inquinanti in un certo bacino idrogeologico (es. caratterizzazione degli ambiti e dei processi superficiali e sotterranei, anche in termini del comportamento delle sostanze rispetto alle caratteristiche del suolo), richiede studi sito-specifici multidisciplinari con risorse umane e finanziarie dedicate (es. progetti finalizzati) ed esula dalle presenti linee guida.

Modello: VLE basati su modello idrologico-idraulico	
Vantaggi	Svantaggi
• Scenario più realistico • Stima dell'impatto cumulativo degli scarichi • Fornisce scenari più realistici e dunque maggiori garanzie sul raggiungimento o conservazione dello stato di qualità del recettore	• Necessita di dati relativi al sistema idrico e idrogeologico, alle pressioni, agli scarichi, alle caratteristiche delle sostanze • Necessita di personale qualificato per l'uso dei modelli

4.4 Caso studio: inquinamento da PFAS delle acque di alcune province del Veneto

In circostanze di contaminazione ambientale diffusa, livelli di esposizione sanitaria rilevanti e in considerazione altresì delle caratteristiche di elevata mobilità ambientale, persistenza, tossicità e bioaccumulo di alcune sostanze, l'approccio per la definizione di VLE si basa su obiettivi sanitari, pur nel rispetto degli obiettivi ambientali fissati attraverso gli SQA-MA, prescindendo dai costi connessi all'applicazione delle migliori tecnologie di trattamento per la rimozione dei contaminanti. Un esempio di tale approccio è rintracciabile fra le azioni di risposta al caso di contaminazione da PFAS emerso nella Regione del Veneto.

Questo caso studio si riferisce a circostanze eccezionali in cui la definizione di VLE per una classe di sostanze, comprendenti anche composti molto mobili e con caratteristiche di PBT/vPvBvT tali da determinare regimi di restrizione, prescinde dagli SQA-MA definiti per i diversi composti, risultando funzionale a rispondere e gestire fenomeni inquinanti con caratteristiche di criticità ambientale e sanitaria, circoscritte a uno specifico territorio.

Nel 2013, a seguito di un'attività di ricerca condotta dal CNR-IRSA coordinato dal MATTM, veniva riscontrato un massivo inquinamento da PFAS delle risorse idriche e di acque destinate a consumo umano⁵. Successivi studi del CNR-IRSA e di ARPAV riconducevano la contaminazione a un polo industriale sito nell'area del comune di Trissino (VI), in corrispondenza di un'area di ricarica di un imponente acquifero alluvionale indifferenziato che si collega a un'estesa rete idrografica e alimenta anche sistemi di risorgiva e pozzi pubblici di approvvigionamento potabile. L'inquinamento, in prevalenza di acque sotterranee, risulta esteso a un'area di circa 190 km² interessando le province di Vicenza, Verona e Padova. Dalle ricerche effettuate, diversi fattori determinanti e concomitanti hanno presieduto alla diffusione dei fenomeni di contaminazione da PFAS tra i quali i seguenti:

- presenza del sito inquinante nell'area di ricarica della falda utilizzata a scopo idro-potabile;
- emissione pluridecennale (iniziata circa nel 1967) e continua nel tempo di inquinanti in acque sotterranee e superficiali contigue al sito e, attraverso fognatura, in diversi corpi idrici ricettori anche distanti;
- caratteristiche chimico-fisiche dei PFAS;
- straordinaria persistenza e mobilità delle sostanze nel suolo e nelle acque;
- vulnerabilità idrogeologica-strutturale del territorio;
- sistema idrogeologico caratterizzato da elevata idrodinamica sotterranea e interazione tra corpi idrici superficiali e sotterranei;
- carenze normative sul monitoraggio ambientale dei PFAS: prima dell'emergenza dei fenomeni non sono definiti limiti nelle acque, né obblighi di monitoraggio;
- continuità delle emissioni anche dopo l'emergenza dei fenomeni.

Alcune sostanze, come nel caso dei PFAS a catena corta, sono autorizzati dal regolamento REACH e l'utilizzo e il rilascio in ambiente è proseguito anche a contaminazione conclamata.

La contaminazione delle risorse idriche ha avuto anche un effetto rilevante sull'esposizione della popolazione, prevalentemente attraverso l'uso umano delle acque, interessando potenzialmente 126.000 persone: i risultati dello studio di biomonitoraggio condotto dall'ISS e dalle autorità regionali hanno evidenziato in una parte consistente della popolazione residente nelle aree interessate dalla contaminazione valori sierici di PFOA significativamente superiori rispetto ai valori obiettivo (*Target Human Serum Level*) proposti dalle autorità sanitarie come valori di riferimento per l'assenza di rischi di effetti sulla salute per l'uomo.

Tra le molteplici azioni di controllo nel territorio interessato, a cura del MATTM venne istituito un Gruppo di Lavoro composto da rappresentanti di ISPRA, CNR-IRSA e ISS che definì i SQA-MA e valori soglia, rispettivamente per acque superficiali e sotterranee, successivamente introdotti in modifica dell'allegato 1 alla parte terza del D.Lgs. n. 152/2006 e ss.mm.ii.

Nel quadro delle molteplici azioni specifiche a supporto della gestione dell'emergenza e in seguito a reiterate richieste da parte degli enti locali, ISS ha emesso raccomandazioni specifiche

⁵ Le sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS), sono sostanze chimiche caratterizzate dalla presenza di due o più gruppi $-C_nF_{2n+1}$. Diversi PFAS sono stati riconosciuti come altamente persistenti, potenzialmente bioaccumulabili e tossici.

di supporto alla regolamentazione per lo scarico di sostanze PFOA, PFOS, PFBS, PFBA ed altri PFAS, finalizzate al raggiungimento di VLE prossimo all'ordine di concentrazioni soglia per le acque potabili. Questa raccomandazione dei limiti allo scarico da parte di ISS si è basata sul principio di prevenire eventuali ed ulteriori rischi per la popolazione, principalmente connessi all'utilizzo di acque associate ad esposizione umana. L'obiettivo per tali sostanze è infatti indirizzato alla “virtuale assenza” nelle emissioni e scarichi dei corpi idrici, rispettando in via provvisoria l'approccio basato su “valori limiti di performance tecnologica” con riferimento alle acque potabili, con finalità di tutela, con la raccomandazione di fissare VLE a riduzione graduale in relazione all'adozione delle opportune migliori tecnologie impiantistiche (BAT) nel corso del tempo.

La raccomandazione di VLE tendenti ai valori derivati per le acque destinate al consumo umano e, nel caso di PFBA e PFBS, inferiori agli SQA-MA, sono pertanto legati alla contingibilità e urgenza di affrontare il problema dell'inquinamento da PFAS con azioni coordinate, perché la qualità ambientale delle risorse idriche presiede direttamente alla qualità delle acque destinate al consumo umano, anche alla luce delle difficoltà di rimozione dei PFAS C4 dalle acque contaminate prima della destinazione a consumo umano. Pertanto, l'indicazione di ISS di VLE particolarmente stringenti per PFAS – limitatamente al territorio contaminato – è finalizzata a intercettare e rimuovere contaminazioni ulteriori dell'ambiente a causa di nuova immissione o ricircolo dei composti, e favorire il risanamento a tutela della salute. In considerazione della fattibilità delle soluzioni tecniche - a prescindere dai costi – è stata demandata alle autorità competenti sul territorio la soluzione attuativa in termini di tempistica e di gradualità di applicazione dei VLE, come pure nei criteri di applicazione dei VLE quali, tra l'altro applicazione di medie o massime concentrazioni ammissibili. Ad esempio, nel provvedimento riguardante l'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) dello stabilimento fluorochimico sito in Trissino (VI), oltre a vietare scarichi in ambiente di reflui da ciclo produttivo, veniva assoggettato agli stessi limiti previsti per l'acqua potabile con riguardo alle sostanze PFAS; anche lo scarico delle acque non produttive, utilizzando la possibilità consentita dalla normativa in materia di AIA per la specifica autorizzazione.

In considerazione del fatto che in questo caso l'obiettivo principale da proteggere è la salute umana, in questo contesto si è ritenuto indispensabile utilizzare come valore di riferimento per la derivazione di VLE i parametri di qualità per le acque destinate al consumo umano.

Quanto sopra descritto, storicizzato rispetto allo stato delle conoscenze, dovrà essere riconsiderato a seguito della pubblicazione della direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2020, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano – recepita in Italia con il D.Lgs. n. 18/2023 – che, sulla base di una revisione delle valutazioni di rischio, ha introdotto specificamente i parametri «PFAS–totale» e «somma di PFAS» finalizzando una intensa attività prenormativa nell'ambito delle acque destinate al consumo umano.

5 Conclusioni

La presente linea guida si prefigge lo scopo di fornire uno strumento per la derivazione di limiti agli scarichi che siano basati su un approccio il più possibile condiviso e armonizzato.

Tuttavia, i diversi approcci e/o le singole raccomandazioni possono essere soggetti ad approfondimenti e aggiornamenti da parte delle Regioni in fase di applicazione dei criteri di derivazione dei limiti allo scarico.

Nella consapevolezza che le linee guida debbano essere intese come strumento dinamico, che potrà essere perfezionato alla luce delle esperienze e dei dati acquisiti nel corso dell'applicazione, anche per coprire circostanze ancora non efficacemente affrontate nel documento. Le linee guida, in questa prima stesura dovranno essere integrate con l'esperienza delle singole Regioni, anche attraverso l'istituzione di un Osservatorio Nazionale, dotato di adeguate risorse finanziarie per il funzionamento e costituito da rappresentanti degli Istituti di ricerca, a supporto delle Amministrazioni in fase di prima applicazione delle stesse.

6 Riferimenti bibliografici

Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 Norme in materia ambientale, G.U. n. 88 del 14 aprile 2006.

Decreto ministeriale del 9 febbraio 1999, Carichi massimi ammissibili complessivi di inquinanti nella laguna di Venezia, G.U. n. 35 del 12 febbraio 1999

Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, OJ L 327, 22.12.2000 p. 1-73.

Direttiva 2000/76/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 4 dicembre 2000, sull'incenerimento dei rifiuti, OJ L 332, 28.12.2000, p. 91-111.

Direttiva 2010/75/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 24 novembre 2010, relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento), OJ L 334, 17.12.2010 p. 17–119.

Direttiva 76/464/CEE del Consiglio, del 4 maggio 1976, concernente l'inquinamento provocato da certe sostanze pericolose scaricate nell'ambiente idrico della Comunità, OJ L 129, 18.5.1976, p. 23–29.

Direttiva 91/271/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane, OJ L 135, 30.5.1991, p. 40-52.

Direttiva 96/61/CE del Consiglio del 24 settembre 1996 sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento, OJ L 257, 10.10.1996, p. 26-40.

ECHA; Linee Guida dell'Agenzia Europea per le sostanze chimiche (ECHA) per l'applicazione del Regolamento (CE) n. 1907/2006 (REACH), in particolare la "Guidance on information requirements and Chemical Safety Assessment (Chapter R.16: Environmental exposure assessment)", 2008.

CIS-WFD, WG Chemical, *PBDEs_Final EQS Dossier*, pubblicato 20.02.2023, disponibile al sito: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/0b3ec87f-f388-4ca5-8e30-898e3e12d07b?p=1&n=10&sort=modified_DESC

CIS-WFD, WG Chemical, *Mercury_Final EQS Dossier*, pubblicato 01.02.2023, disponibile al sito: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/7ac7374a-d259-47c0-8ab7-af3043769a9f?p=1&n=10&sort=modified_DESC

CIS-WFD, WG Chemical, *Dioxins DL-PCB_Final EQS Dossier*, pubblicato 20.02.2023, disponibile al sito: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/120d1502-4b23-4127-9ed5-8501ab692ffa?p=1&n=10&sort=modified_DESC

Neumann M, Schliebner I. *Protecting the sources of our drinking water*. German Environment Agency, 2017. Disponibile al sito:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/171027_uba_pos_pmt_substances_engl_2aufl_bf.pdf

Polesello S.; Pagnotta R., Marziali L., Patrolecco L., Rusconi M., Stefani F., Valsecchi S.; *Realizzazione di uno studio di valutazione del Rischio Ambientale e Sanitario associato alla contaminazione da sostanze perfluoro-alchiliche (PFAS) nel Bacino del Po e nei principali bacini fluviali Italiani* MATTM e CNR-IRSA (2013).

Polesello S., Ghergo S. (2020), Controllo delle emissioni da acque reflue e criteri per definire limiti di emissione, in *Rapporto ISTISAN 20/19 - Acqua e salute: elementi di analisi di rischio in nuovi scenari ambientali e climatici*. ISS, 2020.

Raccomandazione del Parlamento europeo e del Consiglio, del 4 aprile 2001, che stabilisce i criteri minimi per le ispezioni ambientali negli Stati membri, OJ L 118, 27.4.2001, p. 41–46

Reference documents under the IPPC Directive and the IED. Disponibili al sito <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/> (ultima consultazione 15/10/2018).

Regolamento 1907/2006 (CE) del Parlamento europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche, che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 396 del 30 dicembre 2006.

Wernersson AS, Carere M, Maggi C, Tusil P, Soldan P, James A, Brack W. et al., *Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools*. European Commission. 2014, Technical Report 2014-077. <https://doi.org/10.2779/7260>.

Allegato 1. Elenco delle sostanze prioritarie e pericolose prioritarie che si comportano come PBT ubiquitarie ai sensi della direttiva 2013/39/UE

Sostanze comprese nella tabella 1/A dell'All. 1 alla parte terza del D.Lgs n. 152/2006 ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Denominazione della sostanza	Numero CAS	SQA-MA	SQA-MA	SQA-CMA	SQA-CMA	SQA	Identificazione sostanza
		Acque superficiali interne	Altre acque di superficie	Acque superficiali interne	Altre acque di superficie	Biota $\mu\text{g kg}^{-1}$ di peso umido	
Difenileteri bromurati ⁵	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085	PP
Mercurio e composti	7439-97-6			0,07	0,07	20	PP
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	non applicabile	non applicabile	non applicabile	non applicabile	non applicabile		PP
Benzo(a)pirene	50-32-8	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	0,27	0,027	5	PP
Benzo(b)fluorantene	205-99-2			0,017	0,017		PP
Benzo(k)fluorantene	207-08-9			0,017	0,017		PP
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2			$8,2 \cdot 10^{-3}$	$8,2 \cdot 10^{-4}$		PP
Indeno(1,2,3-cd)pirene	193-39-5			non applicabile	non applicabile		PP
Tributilstagno (composti) (tributilstagno-catione)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015		PP
Acido perfluorottansolfonico e suoi sali (PFOS)	1763-23-1	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	36	7,2	9,1	PP
Diossine e composti diossina-simili	Cfr. la nota 10 a piè di pagina dell'allegato X della direttiva 2000/60/CE			non applicabile	non applicabile	Somma di PCDD+PCDF+ PCB-DL	PP
						$0,0065 \mu\text{g.kg}^{-1}$ TEQ	
Esabromociclododecano (HBCDD)	Cfr. la nota 12 a piè di pagina dell'allegato X della direttiva 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167	PP

Eptacloro ed eptacloro epossido	76-44-8 / 1024-57-3	2 10 ⁻⁷	1 10 ⁻⁸	3 10 ⁻⁴	3 10 ⁻⁵	6,7 10 ⁻³	PP
---------------------------------	---------------------	--------------------	--------------------	--------------------	--------------------	----------------------	----

Sostanze comprese nella tabella 1/A e 1/B dell'Al. 1 alla parte terza del D.Lgs. n. 152/2006 identificate come PBT/vPvB ai sensi del regolamento REACH.

Idrocarburi policiclici aromatici: Benzo(a)pirene identificata PBT e vPvB

Composti del Tributilstagno: Bis(tributyltin) oxide (TBTO), identificata PBT

Esabromociclododecano (HBCDD): identificata PBT

Acido perfluoroesanoico (PFHxA): in corso di identificazione come SVHC per le proprietà PBT

Acido perfluorobutansolfonico (PFBS): in corso di identificazione come SVHC per le proprietà PBT/vPvB equivalente

Acido perfluoroottanoico (PFOA): identificata PBT

Allegato 2. Esempio di applicazione del fattore di diluizione variabile in presenza di più sorgenti di emissione

Questo esempio prevede la simulazione del calcolo del VLE in accordo con quanto previsto al paragrafo 4.2 (fattore di diluizione variabile).

L'esempio prevede un corpo recettore caratterizzato da una portata di magra ($Q_{7,10}$ oppure $Q_{355,5}$) nella sezione di monte (Sez. 0) pari a 2500 L s^{-1} ed una concentrazione pre-esistente $C_0 = 4 \text{ mg L}^{-1}$ di un inquinante con SQA-MA pari a 25 mg L^{-1} . Nel tratto di interesse sul recettore insistono tre scarichi (S_A, S_B, S_D), caratterizzati da portate massime pari rispettivamente a 50, 25, 60 L s^{-1} per i quali è necessario calcolare il VLE ed un affluente con portata di magra (Q_C) pari a 1000 L s^{-1} ed una concentrazione di fondo $C_c = 3 \text{ mg L}^{-1}$ dello stesso inquinante.

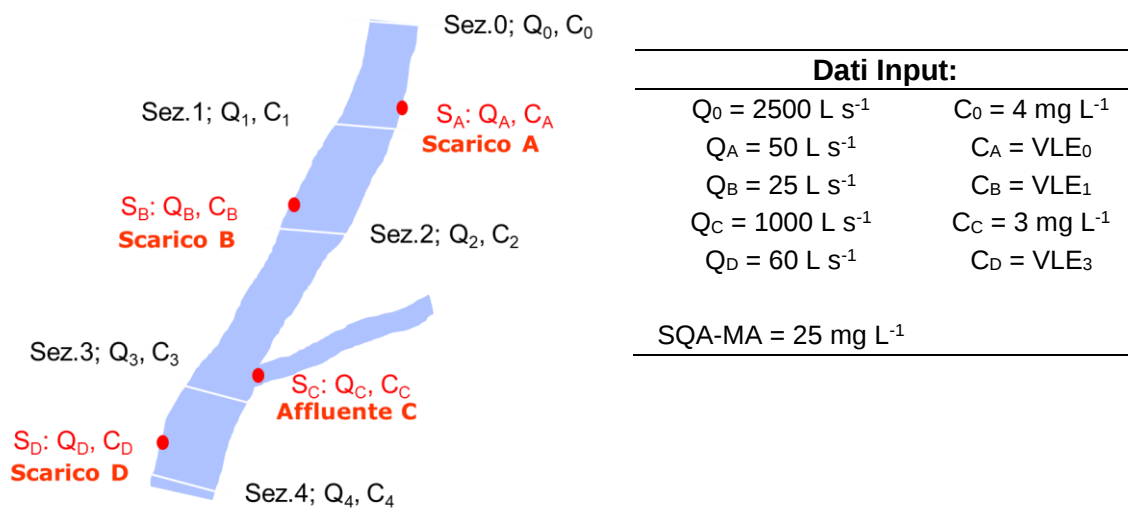


Figura A2.1. Tratto di fiume usato come modello, costituito da quattro sezioni (linee bianche) e ricevente tre scarichi e un affluente (punti rossi)

Nella Tabella A2.1 sono riportati i valori delle portate e delle concentrazioni prima (Q_{ini}, C_{ini}) e dopo (Q_{ris}, C_{ris}) i diversi scarichi, nonché i valori di FD e VLE ottenuti per le diverse sezioni. I calcoli sono condotti avendo l'accortezza di considerare anche la concentrazione del parametro di interesse già presente nel recettore in corrispondenza dello scarico, garantendo in ogni tratto del recettore una concentrazione non superiore a 25 mg L^{-1} , valore che nell'esempio costituisce lo Standard di Qualità Ambientale – Media Annua (SQA-MA). Il VLE è calcolato quindi, per ogni sezione, considerando nella formula generale del VLE (2):

$$\text{VLE} = \text{SQA-MA} \cdot \text{FD} \quad (2)$$

la concentrazione iniziale C_{ini} a monte dello scarico:

$$\text{VLE} = (\text{SQA-MA} - C_{ini}) \cdot \text{FD} \quad (3)$$

e il fattore di diluizione FD calcolato come il quoziente fra la portata del corpo idrico prima dello scarico (Q_{ini}) e quella dello scarico stesso (Q_{sc}):

$$\text{FD} = Q_{ini} / Q_{sc} \quad (4)$$

Nel calcolo dei VLE si è però tenuto conto che, come previsto al paragrafo 4.2, FD non può comunque eccedere un valore limite (FD_{max}), fissato in questo esempio pari a 50.

Tabella A2.1. Calcoli relativi a VLE, portate e concentrazioni risultanti

Sezione	Q_{ini} (L s ⁻¹)	C_{ini} (mg L ⁻¹)	Q_{sc} (L s ⁻¹)	FD (Q_{ini}/Q_{sc})	FD applicato	VLE (mg L ⁻¹)	Q_{ris} (L s ⁻¹)	C_{ris} (mg L ⁻¹)
1	2500	4,0	50	50	50	1050	2550	24,5
2	2550	24,5	25	102	50	25	2575	24,5
3	2575	24,5	1000			3(*)	3575	18,5
4	3575	18,5	60	60	50	325	3635	23,6

(*) si tratta, in questa riga, non di un VLE ma della concentrazione dell'inquinante nell'affluente

Alla prima riga della tabella A2.1 si riportano i dati relativi a quanto avviene a monte dello scarico S_A : la portata Q_{ini} del corso d'acqua (2500 L s⁻¹) e la concentrazione C_{ini} del parametro in esame (4 mg L⁻¹) nonché la portata massima Q_{sc} (50 L s⁻¹) dello scarico. FD viene calcolato quale quoziente fra Q_{ini} e Q_{sc} e poiché il valore ottenuto (50) non eccede il valore massimo (FD_{max}) consentito, viene utilizzato per calcolare il VLE utilizzando la formula (3):

$$VLE = (25 - 4) \cdot 50 = 1050 \text{ mg L}^{-1}$$

La portata Q_{ris} e la concentrazione C_{ris} del fiume nella sezione a valle dello scarico possono essere quindi calcolate come

$$Q_{ris} = (Q_{ini} + Q_{sc}) \quad (5)$$

$$C_{ris} = (C_{ini} \cdot Q_{ini} + VLE \cdot Q_{sc}) / Q_{ris} \quad (6)$$

essendo VLE la concentrazione massima dell'inquinante allo scarico. I valori così ottenuti sono rispettivamente 2550 L s⁻¹ e 24,5 mg L⁻¹. I valori di portata e concentrazione ottenuti alla sezione 1, dopo lo scarico A, sono riportati alla seconda riga della tabella come valori di portata e concentrazione del corpo d'acqua prima dello scarico B, come riportato nelle prime due colonne della riga 2 della tabella A2.1. Il valore di FD (Q_{ini} / Q_{sc}) in questa seconda riga è 102 (2550/25) ma poiché eccede il valore massimo, viene utilizzato quest'ultimo. Utilizzando la formula (3) si ottiene:

$$VLE = (25 - 24,5) \cdot 50 = 25 \text{ mg L}^{-1}$$

La portata Q_{ris} e la concentrazione C_{ris} del fiume nella sezione a valle del secondo scarico sono rispettivamente 2575 L s⁻¹ e 24,5 mg L⁻¹.

Alla riga 3 della Tabella A2.1 sono riportati i dati della simulazione relativa ad un affluente del corso d'acqua in esame, caratterizzato da una portata di magra di 1000 L s⁻¹ e concentrazione dell'inquinante pari a 3 mg L⁻¹. La portata risultante e la concentrazione nel corso d'acqua a valle della confluenza, calcolate mediante le formule (5) e (6) sono rispettivamente 3575 L s⁻¹ e 18,5 mg L⁻¹.

La quarta riga descrive la situazione relativa al terzo scarico. Il valore di FD in questo caso è 60, valore che eccede il valore massimo ammissibile. Il calcolo del VLE è:

$$VLE = (25 - 18,5) \cdot 50 = 325 \text{ mg L}^{-1}$$

che porta a valori finali di portata Q_{ris} e concentrazione C_{ris} pari a 3635 L s^{-1} e $23,6 \text{ mg L}^{-1}$.

È evidente che, in base all'esempio descritto, lo scarico più a monte ($VLE = 1050 \text{ mg L}^{-1}$) risulti notevolmente avvantaggiato rispetto a quelli più a valle ($VLE = 25$ e 325 mg L^{-1}) in quanto, qualora il primo utilizzi tutta la "capacità di carico possibile", costringe gli altri scarichi a VLE molto più bassi, in alcuni casi prossimi allo SQA-MA (vedi riga 2 della tabella A2.1). L'applicazione di questo modello può quindi generare situazioni non eque e poco applicabili dal punto di vista gestionale.

Una seconda simulazione (Tabella A2.2) cerca di ovviare a questo problema seguendo un approccio integrato finalizzato ad ottenere un unico VLE per tutti gli scarichi afferenti al corpo recettore (o ad un suo tratto) in esame.

Tabella A2.2. Calcoli relativi a VLE, portate e concentrazioni risultanti, considerando gli scarichi in modo integrato

Sezione	Q_{ini} (L s^{-1})	C_{ini} (mg L^{-1})	Q_{sc} (L s^{-1})	FD integrato	VLE_{int} (mg L^{-1})	Q_{ris} (L s^{-1})	C_{ris} (mg L^{-1})
1	2500	4,0	50	26	554	2550	14,8
2	2550	14,8	25	26	554	2575	20,0
3	2575	20,0	1000		3	3575	15,2
4	3575	15,2	60	26	554	3635	24,1

In tale caso il VLE integrato, valido per tutti gli scarichi che insistono nel tratto esaminato del corso d'acqua sarà dato da:

$$VLE_{int} = (SQA-MA - C_{media}) \cdot FD_{int} \quad (7)$$

dove C_{media} , nel nostro caso $3,7 \text{ mg L}^{-1}$, è la media ponderata delle due concentrazioni del corso d'acqua principale e del suo affluente. Il FD integrato (FD_{int}) è dato dal rapporto tra la portata del corpo recettore e di eventuali affluenti e i valori cumulati delle portate di scarico.

$$FD_{int} = (Q_0 + Q_C) / (Q_A + Q_B + Q_D) = 26$$

Sostituendo gli opportuni valori nella (7), nel caso di esempio, si ottiene un unico VLE, valido per tutti gli scarichi recapitanti nel tratto preso in considerazione, pari a:

$$VLE_{int} = (25 - 3,7) \cdot 26 = 554 \text{ mg L}^{-1}$$

Nella tabella A2.2 sono riportati i calcoli relativi a portate e concentrazioni risultanti per tutte le sezioni utilizzando i valori del FD_{int} e VLE_{int} . I valori finali di portata Q_{ris} e concentrazione C_{ris} risultano rispettivamente 3635 L s^{-1} e $24,1 \text{ mg L}^{-1}$.

Si ribadisce che il modello di calcolo proposto nell'esempio deve essere necessariamente sottoposto a verifica attraverso un sistema di monitoraggio degli aspetti quantitativi e qualitativi del corpo recettore in relazione agli scarichi.